



Granstubbar som substrat för vedlevande skalbaggar

– En jämförelse av faunan i gallringsstubbar och
slutavverkningsstubbar

*Saproxylic beetles in low-stumps of Norway spruce: A comparison of the
fauna in stumps from clearfelling and thinned forests*

Samuel Persson

Självständigt arbete • 15 hp
Sveriges lantbruksuniversitet, SLU
Institutionen för ekologi
Biologi och miljövetenskap

Uppsala 2020



Granstubbar som substrat för vedlevande skalbaggar — En jämförelse av faunan i gallringsstubbar och slutavverkningstubbar

Saproxylic beetles in low-stumps of Norway spruce: A comparison of the fauna in stumps from clearfelling and thinned forests

Samuel Persson

Handledare: Mikael Molander, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för ekologi
Bitr. handledare: Mats Jonsell, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institution för ekologi
Examinator: Thomas Ranius, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institution för ekologi

Omfattning: 15 hp
Nivå och fördjupning: G2E
Kurstitel: Självständigt arbete i Biologi
Kurskod: EX0894
Program/utbildning: Biologi och miljövetenskap
Kursansvarig inst.: Institutionen för vatten och miljö

Utgivningsort: Uppsala
Utgivningsår: 2020
Omslagsbild: Samuel Persson

Nyckelord: Granstubbar, vedlevande skalbaggar, artrikedom, abundans, artsammansättning, gallring, slutavverkning, stubbrytning

Sveriges lantbruksuniversitet

Fakulteten för naturresurser och jordbruksvetenskap
Institutionen för ekologi
Enheten för skogsentomologi

Sammanfattning

I Sverige finns det ca 1 300 skalbaggsarter som är beroende av död ved och gamla träd i olika former. Många av dessa arter har minskat i samband med att våra skogar förändrats och idag är ca 435 av arterna upptagna på den svenska nationella rödlistan. Bland annat har mängden grov död ved minskat kraftigt när skogsbruket intensifierats vilket innebär att nödvändiga substrat för många arters överlevnad minskat. Idag består en stor mängd av den döda veden i en produktionsskog av avverkningsstubbar. Stubbrytningen i Sverige är ännu småskalig, men eftersom stubbar har en hög potentiell energiutvinning är det troligt att brytningen av slutavverkningsstubbar kommer att öka i framtiden.

Syftet med detta arbete var att undersöka förekomsten av vedlevande skalbaggar i granstubbar och ifall artrikedom, individrikedom och artsammansättning skiljer sig åt mellan gallringsstubbar och slutavverkningsstubbar som är några år gamla (två till tre år). Bark och vedrester samlades från åtta lokaler, från totalt 64 stubbar. Materialet sållades och lades i tullgrenttrattar där skalbaggsarna drevs ut. Från de 64 stubbproverna erhöles totalt 945 vedlevande skalbaggar fördelat på 19 arter. Från gallringsstubbarna erhöles 333 individer tillhörande 18 vedlevande skalbaggsarter medan motsvarande siffror för slutavverkningsstubbar var 612 individer fördelat på nio arter.

Sammanfattningsvis påvisades inga betydande skillnader i skalbaggsfaunan mellan gallringsstubbar och slutavverkningsstubbar av gran inom den här studien. Art- och individrikedomen var i de flesta fall densamma mellan båda stubbtyperna. Dock var två av de fyra talrikaste arterna signifikant talrikare i slutavverkningsstubbar. Skalbaggsamhällena som helhet var likartade i de två stubbtyperna, men uppvisade ändå någon (låg) grad av separation i sin sammansättning. Bland miljövariablerna framstod variationen i solexponering mellan gallrings- och slutavverkningsstubbar som en potentiellt viktig faktor som kan resultera i något olika fauna i de två stubbtyperna.

Observationerna tyder på att gallringsstubbar och slutavverkningsstubbar fyller ungefär samma funktion för de vedlevande skalbaggar som kan utnyttja granstubbar. Gallringsstubbar bör därför kunna ses som en alternativ substratresurs vars närvaro bör tas med som en positiv faktor för faunan när man försöker beräkna hur mycket slutavverkningsstubbar som kan tas ut i samband med stubbrytning. Det ska dock poängteras att mängden gallringar som utförs inom svenskt skogsbruk minskar, vilket kommer att resultera i färre gallringsstubbar framöver.

Nyckelord: Granstubbar, vedlevande skalbaggar, artrikedom, abundans, artsammansättning, gallring, slutavverkning, stubbrytning

Abstract

A total of about 1 300 species of saproxylic beetles occur in Sweden. Many species are declining as our forests have gone through vast environmental changes during particularly the last two hundred years. Today, 435 saproxylic beetle species have been red-listed on the Swedish national Red List of threatened species. One important factor explaining the situation is the reduction of coarse dead wood present in the forests. A large part of the remaining coarse dead wood in production forests consist of cut stumps, which have been shown to be an important substrate for saproxylic beetles. However, due to the high energy content in tree stumps, stump extraction from clearfelling is expected to increase in the future, resulting in a further reduction of the amount of available coarse dead wood.

The aim of this study was to examine the presence of saproxylic beetles in low-stumps of spruce and if species diversity, abundance and species composition differ between stumps in thinned forests and stumps on clearfellings that are a few years old (two to three years). Bark and remains of wood were gathered from eight different locations from a total of 64 stumps. The material was sifted and placed in "Tullgren-funnels" to extract the beetles. From the 64 stump samples, 945 saproxylic beetles from 19 species were obtained. Of these, 333 individuals of 18 species were obtained from stumps in thinned forests, while 612 individuals of nine species were collected from stumps on clearcuts.

In conclusion, this study did not demonstrate any substantial differences in the fauna of saproxylic beetles that utilize stumps from clearfelling and stumps from forest thinning respectively. Species richness and species abundance did for the most part not differ significantly between the two stump categories. However, two of the four most numerous species were significantly more abundant in the stumps at clearcuts compared to the stumps in the thinned forests. The community composition of saproxylic beetles in the two types of stumps was similar, but still exhibited some low degree of differentiation. Among the environmental variables, sun exposure differed between stumps at the clearfellings and stumps in the thinned forests, and it is possible that some of the differences in the beetle fauna was associated with the difference in the level of sun exposure.

Overall, stumps from clearfelling and stumps from forest thinning appear to fill largely the same substrate function for the beetle fauna. Stumps in thinned forests may therefore be seen as an additional substrate resource for beetles that can utilize stumps on clearcuts, which may be of importance when estimating how many stumps on clearcuts that can be removed during stump extraction. However, it should also be taken into account that management by forest thinning is decreasing in Sweden, which means fewer stumps in thinned forests will be available in the future to serve as a resource for saproxylic beetles.

Keywords: Spruce stumps, saproxylic beetles, species diversity, species abundance, community composition, thinning, clear-cutting, stump extraction

Innehållsförteckning

Tabellförteckning	8
Figurförteckning.....	9
1. Inledning.....	11
1.1. Skalbaggfaunan i stubbar och dess succession	11
1.2. Ett förändrat skogsbruk	12
1.3. Stubbrytningens effekt på vedlevande skalbaggar	14
1.4. Syfte och frågeställning	15
2. Material och metod.....	17
2.1. Val av lokaler	17
2.2. Insamling av provmaterial	18
2.3. Analys.....	20
3. Resultat	21
3.1. Artrikedom	21
3.2. Individrikedom	22
3.2.1. Talrikaste arterna.....	24
3.3. Artsammansättning	24
3.4. Miljövariabler	25
4. Diskussion	29
4.1. Skillnader i vedskalbaggsfaunan hos stubbarna	29
4.1.1. Slutsatser.....	31
4.2. Felkällor	32
4.3. Framtida studier	33
Referenser	34
Tack	38
Bilaga 1.....	39

Tabellförteckning

Tabell 1. Information om lokalerna med lokalnummer, typ av avverkning, när de avverkades och koordinater (SWEREF 99). Lokalnummer är samma som används i resultatdelen (se nedan).	18
Tabell 2. Antalet individer av arterna för de olika stubbtyperna (GA=gallring, SA=slutavverkning) samt W och P-värde från utförda Wilcoxon rank sum test. .	24
Tabell 3. Resultatet av PERMANOVA.	25
Tabell 4. Resultatet av variansanalys (ANOVA).....	25
Tabell 5. Antalet observerade individer per stubbtyp av de 19 vedlevande skalbaggsarterna.....	39

Figurförteckning

Figur 1. Lokalerna är märkta med GA för gallring och SA för slutavverkning.	17
Figur 2. Provtagning i fält. Stubben karvas på bark och vedrester med kniv och sedan sållas materialet och läggs i provpåsar. Foto: Mats Jonsell.....	19
Figur 3. Till vänster: Sållprover på plats i tullgrenttrattarna. Till höger: Nystartad laddning med sållprover där proverna under ett dygn blir belysta och uppvärmda till ca 37 °C.....	19
Figur 4. Medelvärde (\pm SE) för antalet arter per prov hos de olika stubbtyperna.	21
Figur 5. Medelvärde (\pm SE) för antalet arter per prov hos de olika stubbtyperna, uppdelat efter lokal. Lokalerna är parade där lokal 1 och 2 blir "lokalpar 1", lokal 3 och 4 "lokalpar 2" osv.	22
Figur 6. Medelvärde (\pm SE) för antalet individer per prov hos de olika stubbtyperna.....	22
Figur 7. Medelvärde (\pm SE) för antalet individer per prov hos de olika stubbtyperna, uppdelat efter lokal. Lokalerna är parade där lokal 1 och 2 blir "lokalpar 1", lokal 3 och 4 "lokalpar 2" osv.....	23
Figur 8. NMDS med alla noterade vedlevande arter för gallrings- respektive slutavverkningsstubbar.	24
Figur 9. Medelvärde (\pm SE) för antalet arter per prov hos de olika stubbtyperna, uppdelat efter kategori solexponering. Siffrorna visar antalet prover (stubbar)....	25
Figur 10. Medelvärde (\pm SE) för antalet individer per prov hos de olika stubbtyperna, uppdelat efter kategori solexponering. Siffrorna visar antalet prover (stubbar).....	26
Figur 11. Medelvärde (\pm SE) för stubbdiameter hos de olika stubbtyperna.	27
Figur 12. Medelvärde (\pm SE) för stubbhöjd hos de olika stubbtyperna.	27
Figur 13. Medelvärde (\pm SE) för barktäckningen hos de olika stubbtyperna. ...	28

1. Inledning

1.1. Skalbaggsfaunan i död ved och dess succession

I Sverige finns det ca 1 300 arter skalbaggar som är beroende av död ved i olika former (De Jong *et al.* 2005). Att en skalbaggsart är vedlevande (eller saproxylik) betyder att den någon gång under sin livscykel är beroende av död/döende ved, vedlevande svampar, eller andra saproxylika organismer (Speight 1989). Skalbaggar som lever i stubbar fungerar alltså främst som konsumenter i form av destruenten (nedbrytare) och predatorer (rovdjur), där den förstnämnda gruppen står för det största antalet arter (Dahlberg & Stokland 2004). De vedlevande skalbaggar är även viktiga för skogens ekosystem genom att de är födokällor för andra djur högre upp i näringskedjan, exempelvis hackspettar (De Jong *et al.* 2005).

För de flesta vedlevande insekter är det larvstadiet som är den längsta perioden i utvecklingscykeln då även huvuddelen av näringsupptaget sker (Ehnström & Axelsson 2002). Undantag finns bl.a. inom gruppen barkborrar (Scolytinae, underfamilj inom vivlarna (Curculionidae)) där det längsta stadiet är som fullbildad skalbagge. Exempel på artrika skalbaggsfamiljer med huvudsakligen vedlevande arter är långhorningar (Cerambycidae), trägnagare (Anobiidae), praktbaggar (Buprestidae) och brunbaggar (Melandryidae). De allra flesta inhemska, vedlevande skalbaggsarter är av liten ekonomisk betydelse för människan, men några få arter kan angripa levande träd. Granbarkborren (*Ips typographus*) är till exempel en tidvis svår skadegörare inom skogsbruket där den kan orsaka förödande skador på granbestånd (framför allt när den blir talrik), vilket leder till stora ekonomiska förluster för skogsägarna (Kärvemo *et al.* 2016).

Efter att ett träd dött kommer många olika skalbaggsarter att både kolonisera och försvinna från vedsubstraten under en lång tidsperiod. Hur snabbt ett dött träd bryts ned påverkas av många olika faktorer, bl.a. det geografiska läget, mikroklimat, samt vilket trädslag det är. Exempelvis bryts ofta triviala lövträdsarter (björk, asp m.fl.) ned snabbare än ek och tall. Det beror på att vitrötsvampar som ger sig på de triviala lövträden kan ändra struktur och näringsinnehåll i veden väldigt snabbt (Ehnström & Axelsson 2002).

I det tidigaste nedbrytningsstadiet, då de flesta arterna främst utnyttjar trädets bark och kambium, är barkborrar ofta det mest talrika taxat (Johansson 2006). Barkborrarna angriper träd och stubbar då barken fortfarande är intakt och trädet nyss har dött eller är döende. De lägger sina ägg i den näringsrika kambievävnaden där larverna gnager långa gångar (Ehnström & Axelsson 2002). Barkborrarna underlättar i sin tur olika svampars kolonisation av virket vilket i hög grad påskyndar nedbrytningen (Ulyshen *et al.* 2016). Sammansättningen på insektsfaunan påverkas därefter till stor del av vilka trädsvampar som angripit veden.

Redan andra året efter att trädet har dött ändras successionen. Ofta faller mycket av barken av från träden, men i en mycket varierande omfattning som beror på flera biotiska och abiotiska faktorer vilket gör att veden kan befinna sig i detta stadium under många år (Ehnström & Axelsson 2002). Vissa barkborrar går fortfarande att finna i barken, men i övrigt har många av de arter som levde på trädet under det första året bytts ut mot andra arter som trivs bättre i splintveden eller kärnveden.

Slutligen följer några långa nedbrytningsstadier med bland annat barkfria stammar, fragmenterad eller sprucken splintved, samt olika nya svampangrepp. Så gott som alla bark- och kambielevande skalbaggar har försvunnit i detta stadie och ersatts av arter som utnyttjar veden som föda. Förutom veden, är mycel från trädsvampar en viktig födokälla för många arter under de sista nedbrytningsstadierna (Ehnström & Axelsson 2002).

1.2. Ett förändrat skogsbruk

Vårt skogslandskap har länge påverkats av olika naturliga förändringar och mänskliga åtgärder. Exempelvis har sammansättningen av trädslag, mängden död ved, skogens vattenflöden och åldersfördelning skiftat mycket under tusentals år, men det är främst under de senaste tvåhundra åren som den mänskliga påverkan blivit så omfattande att de flesta skogsmiljöer genomgått en snabb, fullständig omvandling. Utdikning av våtmarker, minskning av skogsbränder, tät skogsplantering på kulturmark och ett nästintill försvunnet skogsbete är några av de drivande faktorer som resulterat i en omfattande förlust av heterogenitet när mängder av olika mikromiljöer och substrat minskat (Niklasson & Nilsson 2005). Skogsbruket har också ständigt intensifierats. I äldre tider var plockhuggning (blädningsbruk) vanligast då en mindre del av träden avverkades för uttag av de värdefullaste stockarna (Lundqvist *et al.* 2014), men med moderna, effektiva metoder är det nu möjligt att ta ut stora volymer träd för timmerproduktion såväl som andra skogsråvaror, t.ex. skogsbränsle. Detta allt intensivare utnyttjande har starkt bidragit till att skogsmiljön förändrats och därmed också förutsättningarna för de arter som lever där, vilket gjort att många arter minskat kraftigt eller till och

med försvunnit (Martikainen *et al.* 2000; Niklasson & Nilsson 2005). Skogar med höga naturvärden fortsätter dessutom att avverkas och ersätts med likåldrig produktionsskog av ett och samma trädslag, medan naturreservat, biotopskydd och ökad hänsyn i samband med skogliga åtgärder inte lyckats vända den negativa trenden för många minskande skogsarter (Larsson 2011). Idag finns ca 435 vedlevande skalbaggsarter upptagna på ArtDatabankens rödlista där ca 206 av dessa kategoriserats som hotade. Inom klassen sårbar (VU) finns 147 arter, inom starkt hotad (EN) 50 arter, inom akut hotad (CR) 9 arter och till sist 24 nationellt utdöda arter (RE) (ArtDatabanken 2020b). I de flesta fall är det förmodligen människans förändrade nyttjande av skog och andra trädbärande marker som orsakat utdöendena.

Det vanligaste sättet att bruka skog är med så kallat trakthyggesbruk. Detta innebär att man årligen slutavverkar en del av skogen och lämnar ett kalhygge som motsvarar ungefär den årliga tillväxten på landskapsnivå (där gallringsavverkning räknas bort) (Niklasson & Nilsson 2005). Samtidigt utgör just slutavverkningar den faktor som har störst negativ påverkan på rödlistade arter i skogslandskapet enligt 2020 års rödlista (Eide *et al.* 2020). Det finns en lång serie med steg för hur ett trakthyggesbruk bör skötas, men här beskrivs några av de mest centrala aspekterna: Gallring, slutavverkning, GROT och stubbrytning.

Gallring är ett sätt att vårda sitt bestånd genom att skogen glesas ut samtidigt som man tar till vara virke (jämför röjning där virket är klenare och lämnas kvar i skogen). En gallring kan vara till många fördelar. Bland annat kan skogsägaren forma sitt bestånd efter önskvärt trädslag och får en tidig inkomst medan den kvarstående skogens värde ökar (Agestam 2015). Gallringar kan emellertid också utsätta skogsbeståndet för risker som försvagar beståndet mot skadeorganismer eller olika väderfaktorer som t.ex. vind.

Slutavverkning är det sista steget i trakthyggesbruket, då det mogna skogsbeståndet huggs ned. Den vanligaste metoden för slutavverkning är kalhuggning vilket innebär att alla träd (bortsett från skyddszoner, naturhänsyn m.m.) avverkas vid samma tillfälle. Sedan år 2000 består slutavverkningarna i Sverige av ungefär tre fjärdedelar kalhuggning (Lundqvist *et al.* 2014b) och metoden i sig har hållit sig på liknande nivå sedan 1950-talet (Skogsstyrelsen 2013). Efter slutavverkning återstår ett kalhygge som behöver återbeskogas. För detta finns två principer: naturlig förnygring eller plantering. Vid naturlig förnygring (som är vanligast när det gäller tall) lämnas en grupp mogna träd (fröträd), medan man vid plantering sätter ut förädlade plantor som odlats vid exempelvis plantskolor (Niklasson & Nilsson 2005).

GROT står för grenar och toppar och består av rester efter avverkningar. Eftersom efterfrågan på bioenergi har ökat så tas GROT ut i en ökande utsträckning (Jonsell & Hedin 2009). Idag är så kallat skogsbränsle det tredje största sortimentet inom skogsbruk, efter massaved och timmer (Egnell 2013). Skogsbränslet läggs på

hög för mellanlagring innan det förs vidare till en förbränningsanläggning. Dessa högar lockar till sig många organismer, framförallt vedlevande skalbaggar som vill lägga sina ägg på virket, vilket gör att högen kan fungera som en ekologisk fälla när materialet senare flisas (Jonsell *et al.* 2007). Därför rekommenderas att GROT omhändertas innan vår och sommar då skalbaggar är aktiva (Jonsell & Hedin 2009).

Stubbrytning innebär att stubbar dras upp efter avverkning och används som råvara för produktion av bioenergi, precis som GROT. Stubbrytningen är ganska ny i Sverige och tidigare har det sällan pågått i någon större skala. Det var endast under en kort period på 1970- och 80-talet som stubbar bröts som massaved (om man bortser från framställandet av trätjära från tallstubbar på 1800-talet). Intresset för stubbrytning förnyades efter stormen Gudrun 2005 då det blev mycket arbete med uppröjning, men brytningsarealen steg ändå aldrig över 2000 ha/år (Persson *et al.* 2017). Som jämförelse avverkades i medeltal ca 470 000 ha skog årligen (gallringar och slutavverkningar) under perioden 2015–2017 (Skogsstyrelsen 2019). Samtidigt som omställningen mot förnybar energi drivits på så har forskning om konsekvenserna av stubbrytning pågått och skogsbolagen haft provperioder med brytning. Stubbarna har nämligen god potential när det gäller energiutvinning. Det finns emellertid en hel del kunskapsluckor gällande stubbrytningens potentiella miljökonsekvenser. När det gäller effekter på den biologiska mångfalden utgör vedlevande skalbaggar den grupp som varit föremål för flest studier hittills, men ett flertal viktiga frågor återstår att undersöka även för denna grupp (Jonsell 2016).

1.3. Stubbrytningens effekt på vedlevande skalbaggar

Det är sedan tidigare känt att de flesta vedlevande skalbaggsarter i Sverige missgynnas av det moderna skogsbruket (Dahlberg & Stokland 2004), eftersom produktionsskogarna innehåller mycket lite grov död ved och gamla träd jämfört med naturskogar (Grove 2002). Begreppet död ved får en kanske att tänka främst på grova högstubbar och lågor, men avverkningssstubbar utgör en överraskande stor volym av den döda ved som förekommer i produktionsskogar (Jonsell & Schroeder 2014). Skulle stubbarna brytas och tas ut från skogen kommer mängden död ved att minska ytterligare, speciellt tillgången på grövre död ved. Från flera tidigare studier menar man att om stubbrytning blir storskalig så kommer den att ha en tydligt negativ påverkan på vedlevande skalbaggar (Jonsell 2009, 2016; Hjältén *et al.* 2010; Jonsell & Hansson 2011; Victorsson & Jonsell 2013; Jonsell & Schroeder 2014).

Granved är ett artrikt substrat och under SLU-projekten ”Tema-stubbar” (2008-2011) och ”Tema-2 stubbar” (2012-2015) hittades 275 vedlevande skalbaggsarter i

granstubbar, vilket innebär att ca hälften av de skalbaggsarter som anses leva i ved av främst gran påträffades på avverkningsstubbar (Persson *et al.* 2017). Det visar på att stubbarna uppfyller de krav på livsmiljö som många av skalbaggsarna har.

Avverkningsstubbar står ofta solbelysta ute på kalhyggen och de flesta vedskalbaggar föredrar öppna eller halvöppna miljöer framför skuggiga, slutna skogar (Jonsell 2016). Arter som föredrar, eller gynnas, av grov död ved i solexponerade lägen riskerar alltså att minska ytterligare vid storskalig stubbrytning, eftersom skogarna redan blivit mer täta och skuggiga, samtidigt som mängden grov död ved minskat (Lindhe *et al.* 2010, se Jonsell 2016). Många av dessa arter var troligtvis beroende av stormar och bränder som skapade sådan grov solbelyst död ved som saknas i produktionsskogar (Jonsell 2016). Idag är det hyggen som kommer närmast den forna biotoptypen och då främst vid slutavverkningar (Jonsell 2016), men eftersom den största delen av veden lämnar skogen i form av virke blir det inte i närheten lika mycket substrat kvar på hyggerna som vid stormfällning och bränder.

Stubbarna hyser flera olika mikromiljöer, dels bark och ved ovan jord, dels grova rötter och rothalsar under jordytan. Enstaka studier visar att den döda veden ovan jord är artrikare än den under, men att det också finns vissa arter, främst några barkborrar och vivlar, som är specifikt knutna till rötter som substrat (Victorsson & Jonsell 2016). Troligen finns fler intressanta upptäckter att göra då det totala antalet studier av vedskalbaggar i stubbar är få.

1.4. Syfte och frågeställning

Syftet med detta arbete var att undersöka förekomsten av vedlevande skalbaggar i granstubbar och ifall artrikedom, individrikedom och artsammansättningen skiljer sig åt mellan gallringsstubbar och slutavverkningsstubbar som är några år gamla (2–3 år). Eftersom stubbrytning kan komma att bli större inom skogsindustrin i Sverige är det viktigt att veta vilken påverkan stubbrytningen har på den biologiska mångfalden och däribland de vedlevande skalbaggsarna, som utgör en av de artrikaste grupperna i död ved.

Om skalbaggsarna utnyttjar vedsubstraten i gallringsstubbar och slutavverkningsstubbar på ungefär samma sätt så är det rimligt att gallringsstubbarna fyller samma funktion för faunan som slutavverkningsstubbar. Detta kan i sin tur ha stor betydelse för hur stor andel av granstubbarna som skulle kunna brytas efter kalhuggning. Det lär knappast bli aktuellt att bryta gallringsstubbar, främst på grund av dess storlek. Skulle det däremot finnas skillnader i skalbaggsarnas artrikedom, individrikedom eller artsammansättning, mellan de två olika stubbtyperna bör man vara mer restriktiv vid stubbrytning om gallringsstubbar inte tycks fylla samma funktion för faunan. Gallrings- och

slutavverkningsstubbar av samma trädart är visserligen likartade substrat, men stubbarnas solexponering och grovlek är två faktorer som troligtvis skiljer sig åt och det är välkänt att dessa variabler har betydelse för vilka vedlevande skalbaggar som utnyttjar död ved (De Jong *et al.* 2005; Ulyshen *et al.* 2016). Det är även som helhet relativt få studier som utförts på vedlevande skalbaggar i stubbar i produktionsskogar, och mig veterligen inga alls på gallringsstubbar, vilket gör att en grundläggande inventering av vilka arter som förekommer i dessa substrat är väl motiverad.

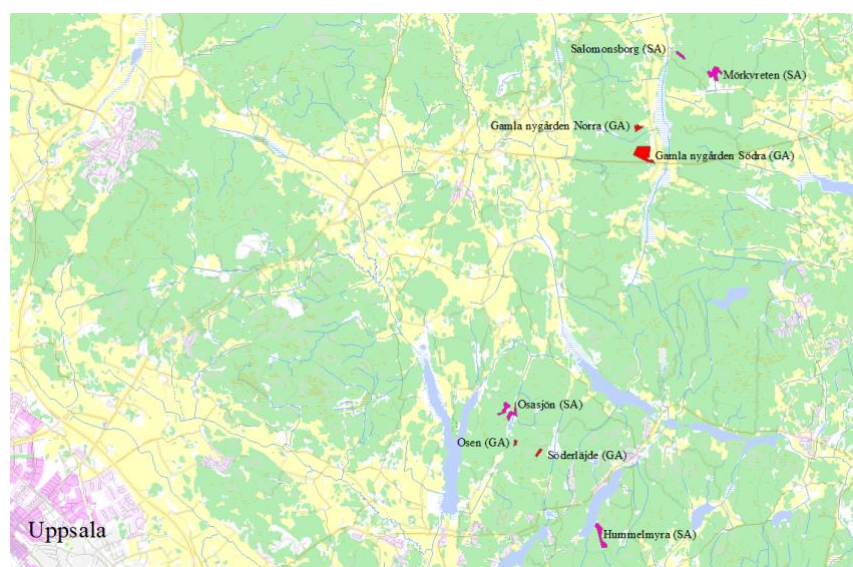
Mer specifikt ställs följande frågor:

- Vilka vedlevande skalbaggsarter förekommer i gallrings- respektive slutavverkningsstubbar av gran?
- Finns skillnader mellan gallringsstubbar och slutavverkningsstubbar med avseende på artrikedom, individrikedom eller artsammansättning av vedskalbaggar några år efter att träden höggs?
- Skiljer sig olika miljövariabler mellan gallringsstubbar och slutavverkningsstubbar och har dessa en påverkan på art- och individrikedom?
- Kan vedsubstraten i gallringsstubbar fylla samma funktion som slutavverkningsstubbar och därmed mildra de negativa effekter som brytning av slutavverkningsstubbar troligtvis medför?

2. Material och metod

2.1. Studielokaler

Studien utfördes i Uppland och de utvalda lokalerna ligger spridda strax öster om Uppsala (Figur 1). Lokalerna valdes efter dialog med skogsbolaget Holmen som bidrog med geografisk information som studerades med hjälp av programvaran ArcGIS. De olika bestånden klassas som PG (Produktionsmål – miljöhänsyn) vilket innebär att skogen har låga naturvärden och produktionsmålet styr hur bestånden skall skötas. Vid avverkning låg beståndens ålder i snitt runt 55 år för gallringarna respektive 85 år för slutavverkningarna. Proverna samlades in från åtta lokaler, fyra gallringar och fyra slutavverkningar som tillsammans bildade fyra lokalpar. Kravet för ett lokalpar var att de skulle ha avverkats under samma vintersäsong för bara några år sedan (exempelvis sept. 2018 – mars 2019) och att de skulle ligga så nära varandra som möjligt. Medelavståndet mellan gallringarna och slutavverkningarna var 2,2 km (0,8-3 km). Lokalerna skulle även vara dominerade av gran (*Picea abies*) eftersom det är det mest relevanta trädslaget för stubbrytning (Persson *et al.* 2017).



Figur 1. Lokalerna är märkta med GA för gallring och SA för slutavverkning.

Tabell 1. Information om lokalerna med lokalnummer, typ av avverkning, när de avverkades och koordinater (SWEREF 99). Lokalnummer är samma som används i resultatdelen (se nedan).

Namn	Lokal	Typ	Avverkningsdatum	X-koordinat	Y-koordinat
Söderläjde	1	Gallring	dec-17	662 959	6641114
Hummelmyra	2	Slutavverkning	okt-17	664649	6638883
Osen	3	Gallring	dec-17	662261	6641349
Osasjön	4	Slutavverkning	nov-17	662274	6642284
Gamla Nygården S	5	Gallring	feb-17	666127	6649317
Mörkvreten	6	Slutavverkning	dec-16	667768	6651802
Gamla Nygården N	7	Gallring	feb-17	665726	6650152
Salomonsborg	8	Slutavverkning	dec-16	667011	6652217

2.2. Insamling av provmaterial

Insamlingen av provmaterialet utfördes från 9/4 till 21/4 2020. Proverna togs genom sållning av bark och vedrester (gammalt kambium som finns mellan innerbarken och vedytan). Sållet som användes har en maskstorlek på 8x8 mm. Mängden material per prov estimerades så att det skulle bli ca 0,25 m² bark från varje stubbe som sedan samlades i separata små tygpåsar. Större barkbitar och vedrester lämnades kvar efter sållningen. Vid provtagningen noterades: datum, prov-ID, koordinater, stubbhöjd, stubbdiameter, nedbrytningsgrad, solexponering samt mängd bark (% som satt kvar på stubben). Stubbar med minst 70% av barken kvar och som stod torrt selekterades, vilket avgjordes på markvegetation (bland annat *Sphagnum* och *Carex* indikerar fuktigare mark) eller eventuella vattenytor intill stubbarna (Ols *et al.* 2012). Torra stubbar selekterades eftersom faunan skiljer sig mellan de torra och fuktiga stubbarna, där de torra visat sig vara artrikare (Ols *et al.* 2012). Stubbar inom 20–40 cm i diameter selekterades. På gallringarna undveks små stubbar och på slutavverkningarna undveks stubbar som ansågs allt för stora för att jämföra med. Nedbrytningsgraden mättes med ett knivhugg i stubben som sedan klassas efter skala (Siitonen & Saaristo 2000) där stubbar av klass 2 selekterades. Solexponering uppskattades enligt en tregradig skala med ledning av hur mycket annan vegetation (träd och buskar) som fanns runt stubben och hur mycket direkt solljus som nådde fram till stubben efter lövsprickning: 1. Övervägande slutet och skuggigt större delen av dagen 2. Halvöppet med alternerande sol och skugga under delar av dagen 3. Övervägande öppet och soligt. Totalt samlades 64 stubbprover från de utvalda lokalerna, vardera 32 prover från gallringarna respektive slutavverkningarna (åtta stubbar per lokal).



Figur 2. Provtagning i fält. Stubben karvas på bark och vedrester med kniv och sedan sållas materialet och läggs i provpåsar. Foto: Mats Jonsell

Insamlat material lades i tullgrentrattar på eftermiddagen samma dag för att extrahera skalbaggarna ur sållproverna (Figur 3). I ett par fall förvarades provpåsar i kylskåp över natten för att dagen därpå läggas i trattarna. Under ett dygn ligger proverna belysta samtidigt som de värms upp till ca 37 °C. Detta får skalbaggarna att röra sig från ljuset och värmen och nedåt i provet där de till sist faller ner i provburkar fyllda med glykol utspädd med avjoniserat vatten och diskmedel. Efter utdrivning sorterades skalbaggarna från förna och skräp som fallit ned genom tullgrentratten, för att underlätta kommande bestämningsmoment.



Figur 3. Till vänster: Sållprover på plats i tullgrentrattarna. Till höger: Nystartad laddning med sållprover där proverna under ett dygn blir belysta och uppvärmda till ca 37 °C.

De flesta vedlevande skalbaggar bestämdes till art och övriga bestämdes till släkte, exempelvis *Crypturgus* sp. Av bestämmningslitteraturen användes främst *Bestämningstabell över svenska barkborrar* (Spessivtseff 1922) och *Insekter. fältfauna, del 2:1 och 2:2* (Landin 1970, 1971). Vedlevande skalbaggar prioriterades. Vilka arter som var vedlevande bestämdes främst med hjälp av boken *Insektsnag i bark och ved* (Ehnström & Axelsson 2002) eller ArtDatabankens webbtjänst Artfakta (ArtDatabanken 2020a). I vissa fall så användes andra digitala hjälpmedel i form av översatta nycklar eller fotogallerier, bl.a. "Mike's insect keys" (Hackston 2020) och "Kerbtier, Käferfauna Deutschlands" (Benisch 2020). De vetenskapliga namnen i detta arbete följer ArtDatabankens Dyntaxa, Svensk taxonomisk databas (ArtDatabanken 2020c).

2.3. Analys

Mann-Whitney-Wilcoxon rank sum test användes för de flesta statistiska analyser för att bedöma sannolikheten att skillnader mellan observationerna i olika grupper beror på slumpen. Det icke-parametriska Wilcoxon testet valdes eftersom data i många fall inte var normalfördelad och hade olika varians mellan olika grupper av observationer. Wilcoxon test användes för att jämföra artantal och individrikedom i gallringsstubbar och slutavverkningsstubbar, samt för att undersöka om de kvantifierade miljövariablerna skiljde sig mellan de två typerna av stubbar.

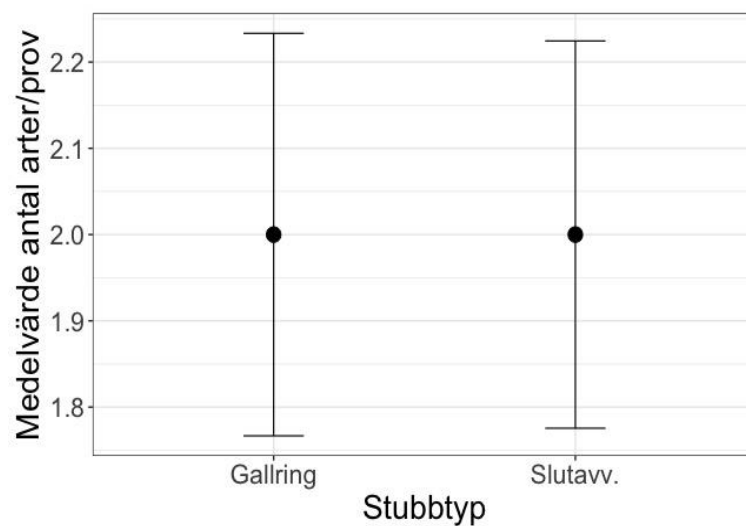
För analys av artsammansättning användes ordinationstekniken non-metric multidimensional scaling (NMDS) för att visualisera likheter/skillnader (närvaro/frånvaro av arter och deras individrikedom) mellan skalbaggsamhällena i gallrings- respektive avverkningsstubbar. Permutational multivariate analysis (PERMANOVA) användes för att testa om de två stubbtypernas centroider och spridning var olika.

Statistisk signifikans definierades som $P < 0,05$. Behandling av data har gjorts med hjälp av programmen *Microsoft Excel 2016 (v16.0)* och *R (RStudio Desktop 1.3.959)*. För PERMANOVA användes Adonis funktionen i R-paketet *vegan*.

3. Resultat

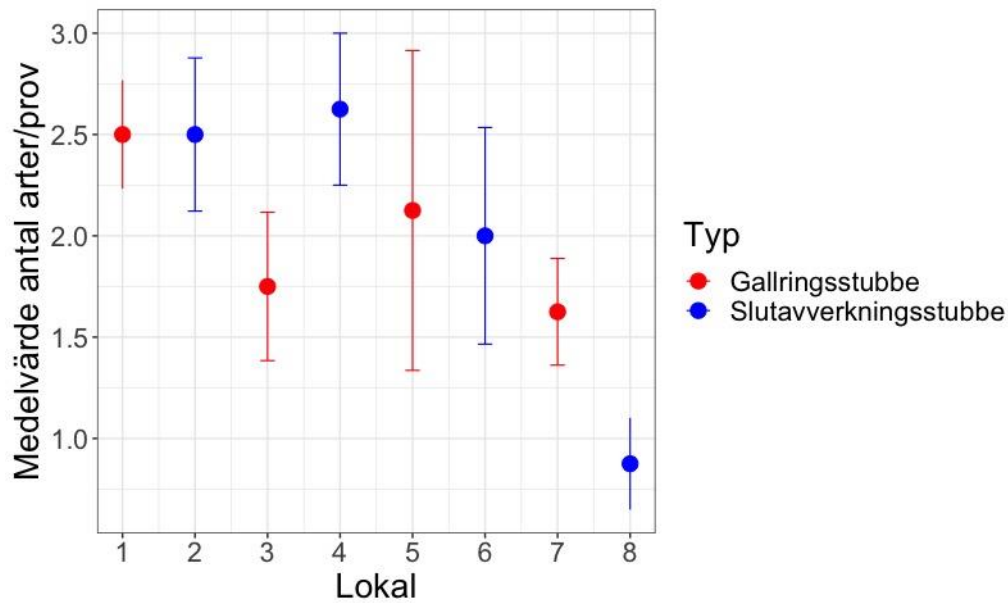
Från de 64 stubbproverna erhölls totalt 1 135 skalbaggar från ca 60 arter där 19 av arterna klassats som vedlevande. Av de totalt 19 observerade vedlevande skalbaggsarterna så erhölls 18 av dessa arter från gallringsstubbar och nio arter från slutavverkningsstubbar. Bland de vedlevande arterna fanns 945 skalbaggar. Några få arter dominerade starkt individmässigt. De fyra vanligaste vedlevande skalbaggsarna i proverna var *Crypturgus* sp. (479 individer), *Dryocoetes autographus* (366), *Rhagium inquisitor* (43) och *Bitoma crenata* (18). Dessa fyra arter stod för ca 95% av det totala antalet insamlade skalbaggsindivider.

3.1. Artrikedom



Figur 4. Medelvärde (\pm SE) för antalet arter per prov hos de olika stubbtyperna.

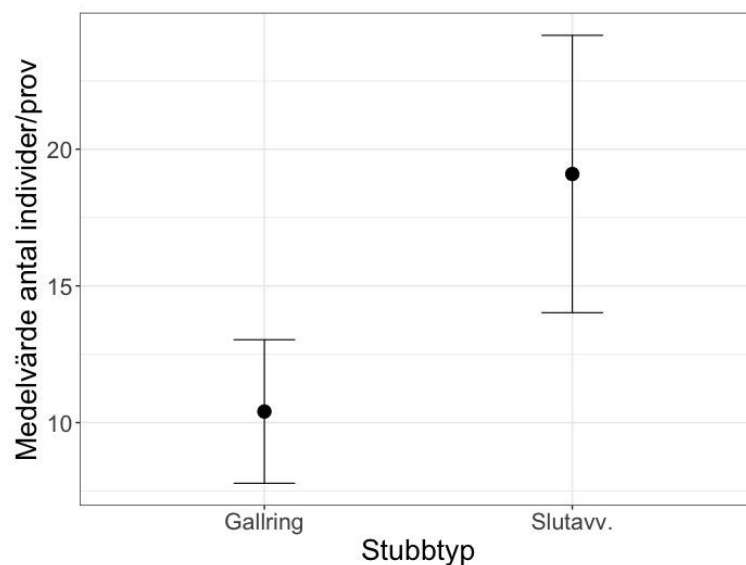
Totalt i studien var medelvärdet för antal arter per prov två arter för båda stubbtyperna (Figur 4). Ingen statistiskt signifikant skillnad kunde påvisas (Wilcoxon: $W = 506,5$ och $P = 0,945$).



Figur 5. Medelvärde (\pm SE) för antalet arter per prov hos de olika stubbtyperna, uppdelat efter lokal. Lokalerna är parade där lokal 1 och 2 blir "lokalpar 1", lokal 3 och 4 "lokalpar 2" osv.

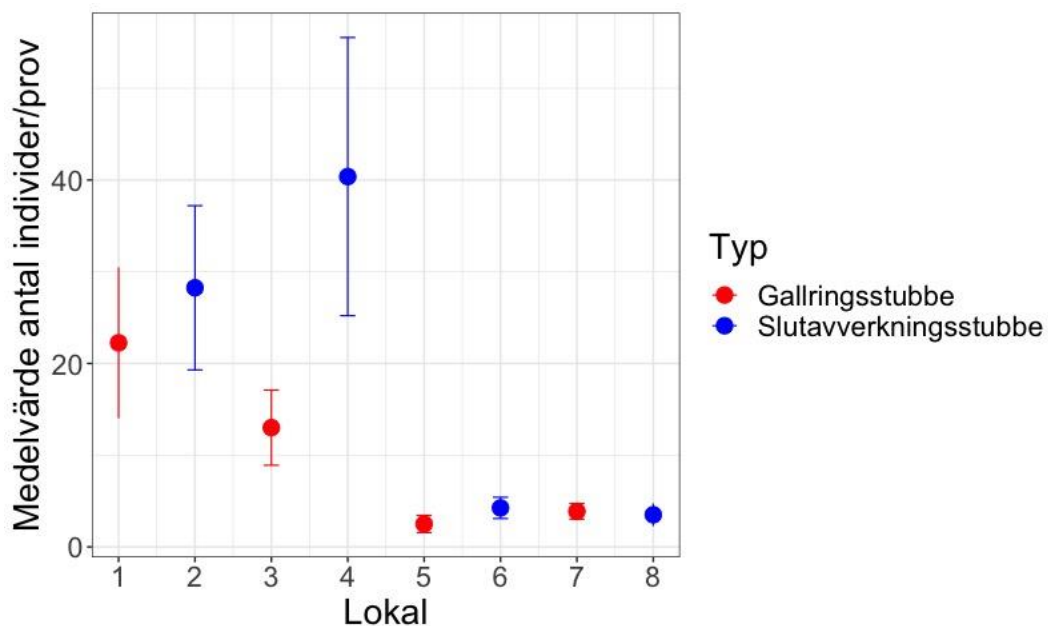
Uppdelat per lokal var det endast lokal åtta som avvek från övriga sju med ett medelvärde som understeg en art per stubbe, medan övriga låg i spannet från cirka 1,5 till 2,8 arter per prov (Figur 5). Inga lokalpar skiljde sig statistiskt signifikant med avseende på artrikedom (Wilcoxon lokalpar 1: $W = 31$, $P = 0,953$, för lokalpar 2: $W = 18.5$, $P = 0,156$, för lokalpar 3: $W = 30$, $P = 0,872$ och för lokalpar 4: $W = 48.5$, $P = 0.061$).

3.2. Individrikedom



Figur 6. Medelvärde (\pm SE) för antalet individer per prov hos de olika stubbtyperna.

Från gallringsstubbarna erhöles totalt 333 skalbaggsindivider och från slutavverkningsstubbarna erhöles 612 individer. Totalt i studien är medelvärdet för antalet individer per prov ungefär elva för gallringsstubbar och 19 för slutavverkningsstubbar (Figur 6). Ingen statistiskt signifikant skillnad mellan stubbtyperna kunde påvisas med avseende på individrikedom (Wilcoxon: $W = 410$ och $P = 0,172$).



Figur 7. Medelvärde ($\pm SE$) för antalet individer per prov hos de olika stubbtyperna, uppdelat efter lokal. Lokalerne är parade där lokal 1 och 2 blir "lokalpar 1", lokal 3 och 4 "lokalpar 2" osv.

Grafen visar att lokalpar ett och två har högre medelvärden av individer per prov jämfört med lokalpar tre och fyra (Figur 7). Det gick emellertid inte att påvisa några statistiskt signifikanta skillnader inom något av de fyra lokalparen (Wilcoxon, lokalpar 1: $W = 25,5$, P -värde = 0,526, för lokalpar 2: $W = 17,5$, $P = 0,141$, lokalpar 3: $W = 20,5$, $P = 0,242$ och för lokalpar 4: $W = 37$, $P = 0,633$).

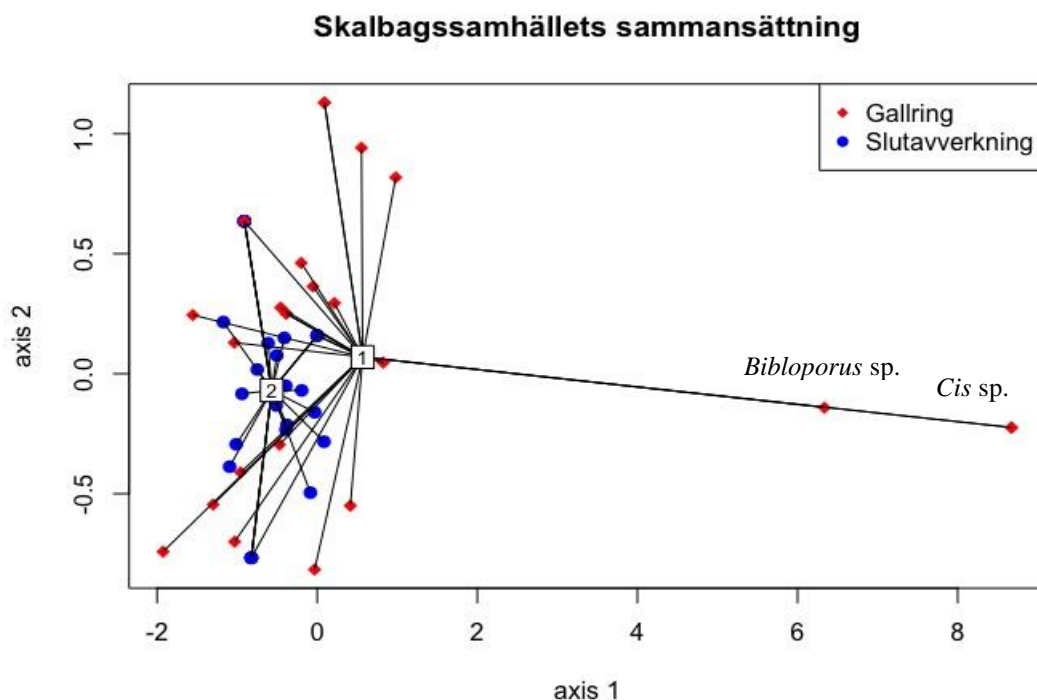
3.2.1. Talrikaste arterna

Tabell 2. Antalet individer av arterna för de olika stubbtyperna (GA=gallring, SA=slutavverkning) samt W och P-värde från utförda Wilcoxon rank sum test.

Art	Totalt GA	Totalt SA	W	P
<i>Crypturgus</i> sp.	104	375	444	0,332
<i>Dryocoetes autographus</i>	177	189	363	0,030
<i>Rhagium inquisitor</i>	19	24	458	0,410
<i>Bitoma crenata</i>	1	17	430	0,043

För de fyra talrikaste arterna från studien utfördes Wilcoxon test (Tabell 2). Testen visar att skillnaden mellan stubbtyperna är statistiskt signifikant för arterna *Dryocoetes autographus* och *Bitoma crenata*, men att ingen signifikant skillnad kunde påvisas för *Crypturgus* sp. och *Rhagium inquisitor*. De två förstnämnda arterna var signifikant talrikare i slutavverkningsstubbar.

3.3. Artsammansättning



Figur 8. NMDS med alla noterade vedlevande arter för gallrings- respektive slutavverkningsstubbar.

Av de totalt 19 observerade vedlevande skalbaggsarterna erhöles 18 från gallringsstubbar och nio arter från slutavverkningsstubbar. Av de totalt 19 påträffade arterna påträffades tio arter endast i gallringstubbarna (b.la. *Bibloporus*

sp. och *Cis* sp.), medan en art endast noterades i slutavverkningsstubbar (*Stenichnus collaris*). Den grafiska NMDS analysen (Figur 8) indikerade en viss grad av separation mellan skalbaggs samhällena i de två stubbtyperna. PERMANOVA gav som resultat att de två samhällenas centrum och utbredning var signifikant skilda, men samtidigt visade analysen att den oförklarade variansen (Residuals) var stor i jämförelse med den varians som kunde förklaras av variabeln ”Stubbtyp” (Tabell 3). Ett ANOVA test av variansen för de två grupperna av stubbar visade också att variansen inte kunde antas vara densamma mellan de två grupperna av stubbar (Tabell 4).

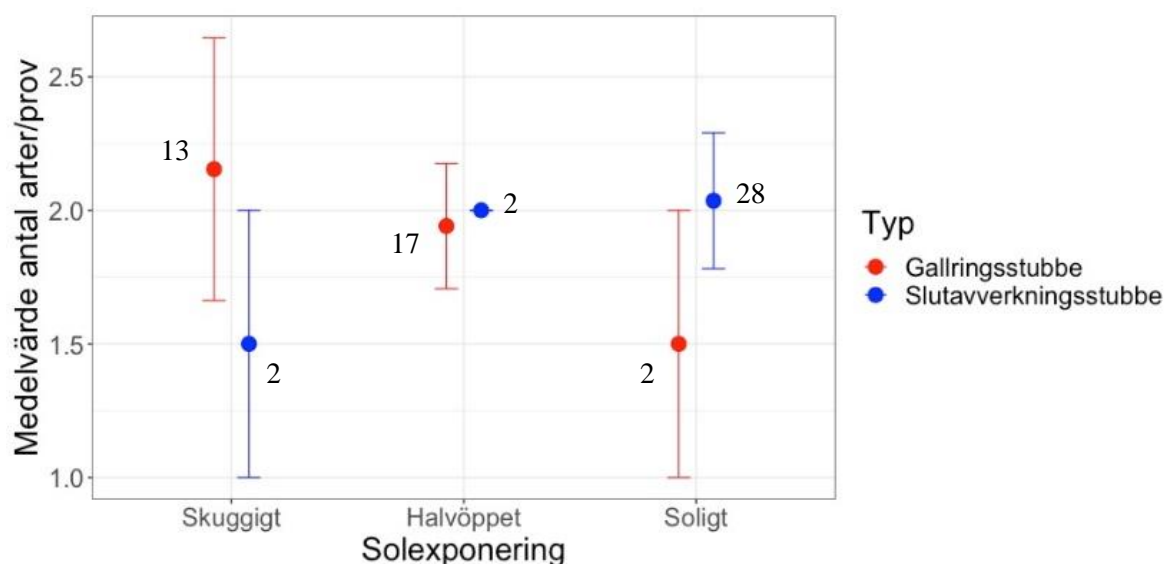
Tabell 3. Resultatet av PERMANOVA.

	<i>Df</i>	<i>Sum Sq</i>	<i>Mean Sq</i>	<i>F Value</i>	<i>R2</i>	<i>Pr(>F)</i>
Stubbtyp	1	0,93	0,93	2,28	0,042	0,006
Residual	52	21,2	0,41		0,96	

Tabell 4. Resultatet av variansanalys (ANOVA).

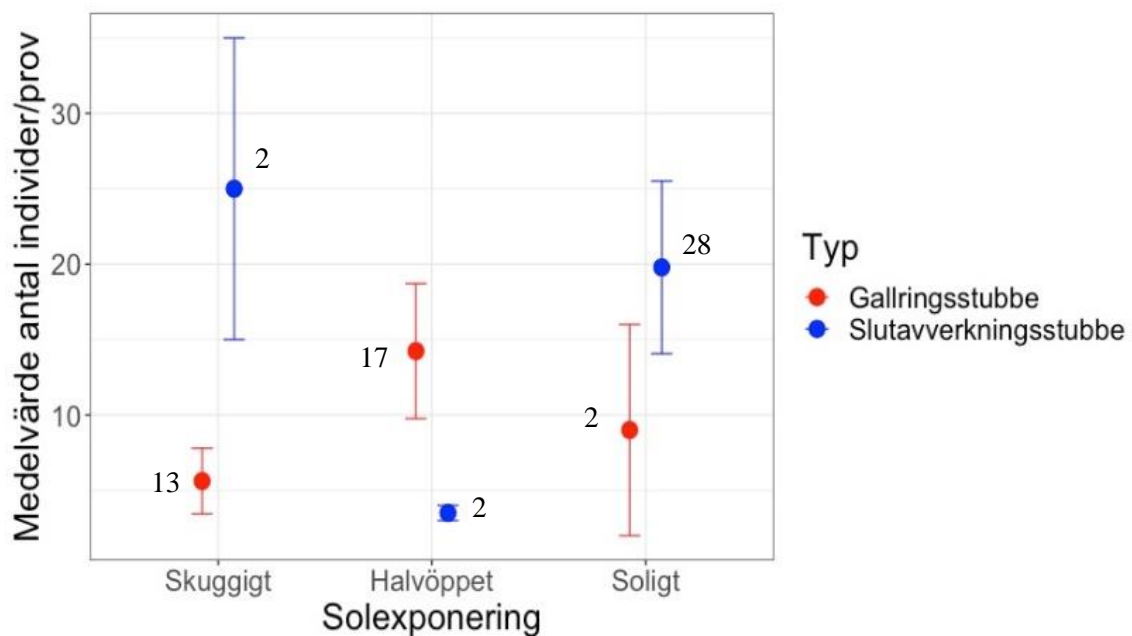
	<i>Df</i>	<i>Sum Sq</i>	<i>Mean Sq</i>	<i>F Value</i>	<i>Pr(>F)</i>
Stubbtyp	1	0,068	0,068	10,2	0,002
Residual	52	0,345	0,007		

3.4. Miljövariabler



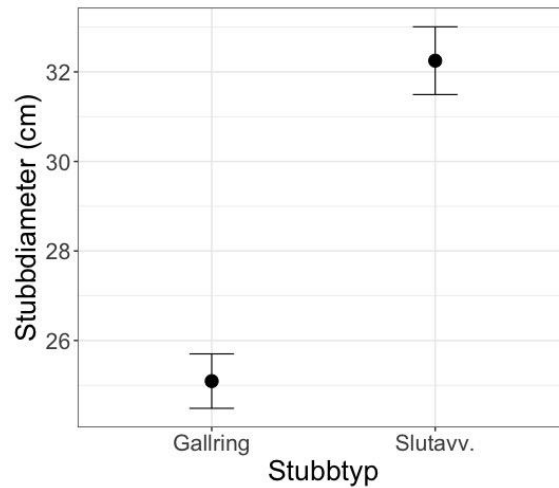
Figur 9. Medelvärde (\pm SE) för antalet arter per prov hos de olika stubbtyperna, uppdelat efter kategori solexponering. Siffrorna visar antalet prover (stubbar).

Majoriteten av gallringsstubbarna stod skuggigt (13) eller halvöppet (17), medan slutavverkningsstubbarna generellt stod solexponerat (28) (Figur 9). Inga statistiskt signifikanta skillnader i artrikedom mellan gallrings- och slutavverkningsstubbar kunde påvisas när stubbar av samma solexponering jämfördes (Wilcoxon test gav för skuggigt: $W = 16$, $P = 0,665$, för halvöppet: $W = 17$, $P = 1$ och för soligt: $W = 22,5$, $P = 0,667$).



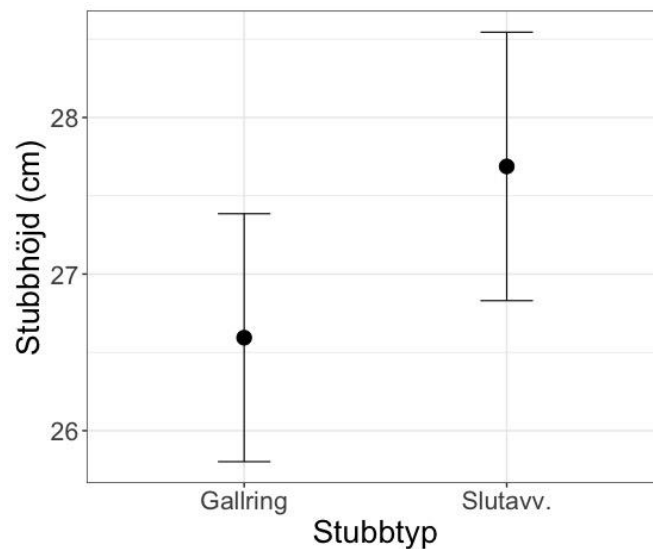
Figur 10. Medelvärde (\pm SE) för antalet individer per prov hos de olika stubbtyperna, uppdelat efter kategori solexponering. Siffrorna visar antalet prover (stubbar).

Som i Figur 9 så ses fördelningen av antalet prover i rutorna i Figur 10 där majoriteten av gallringsstubbarna står skuggigt eller halvöppet medan slutavverkningsstubbarna främst står solexponerat. Individrikedomen var signifikant lägre för gallringsstubbar i skuggigt läge jämfört med matchande slutavverkningsstubbar (Wilcoxon test gav för skuggigt: $W = 1$, $P = 0,049$). Inga statistiskt signifikanta skillnader kunde påvisas mellan stubbar i halvöppet och soligt läge (Wilcoxon test: $W = 18$, $P = 0,946$ och för soligt: $W = 27$, $P = 0,967$).



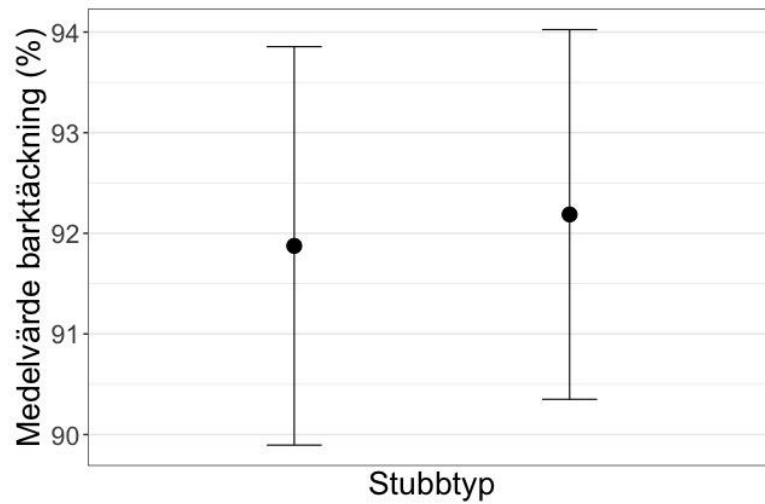
Figur 11. Medelvärde (\pm SE) för stubbdiameter hos de olika stubbtyperna.

Slutavverkningsstubbarna hade i snitt en diameter som var ca sju cm större än gallringsstubbarna (Figur 11), vilket var en signifikant skillnad (Wilcoxon: $W = 96$, $P < 0,001$).



Figur 12. Medelvärde (\pm SE) för stubbhöjd hos de olika stubbtyperna.

Slutavverkningsstubbarna som provtogs hade en höjd som i snitt var ca en cm högre än gallringsstubbarna (Figur 12). Skillnaden var inte statistiskt signifikant (Wilcoxon: $W = 446$, $P = 0,376$).



Figur 13. Medelvärde (\pm SE) för barktäckningen hos de olika stubbtyperna.

Medelvärdet för barktäckning var 92 % för de båda stubbtyperna (Figur 13) och barktäckningen skiljde sig inte signifikant mellan de provtagna stubbtyperna (Wilcoxon: $W = 521,5$, $P = 0,893$).

4. Diskussion

4.1. Skillnader i vedskalbaggsfaunan hos stubbarna

Syftet med detta arbete var att undersöka förekomsten av vedlevande skalbaggar i granstubbar och ifall artrikedom, individrikedom och artsammansättningen skiljer sig åt mellan gallringsstubbar och slutavverkningstubbar som är några år gamla (två till tre år). Sett över hela studien, skiljde sig inte artrikedomens åt och båda stubbtyperna hade ett medelvärde på ungefär två arter per prov. Uppdelat på lokalpar, fanns visserligen en statistisk signifikant skillnad mellan stubbtyperna inom lokalpar fyra, men detta rörde sig då om en skillnad av endast en art per prov i medelvärde, medan artrikedomens inte skiljde sig åt på övriga tre lokalpar. Av de totalt 19 vedlevande arterna noterades 18 i gallringsstubbar, medan endast nio arter påträffades i slutavverkningstubbar. Även om ett högre antal arter påträffades i gallringsstubbarna var de flesta av dessa väldigt fåtaliga sett till antalet individer och merparten av de statistiska testen visade att det i de flesta fall inte gick att säkerställa att skillnaderna inte berodde på slumpen. En anledning till att fler arter erhöles från gallringsstubbarna skulle kunna vara att de står i en mer varierad miljö än stubbarna på en slutavverkning. Mängden sol som når stubben är oftast mycket hög på en slutavverkning och solen ligger på under en större del av dagen. Inne på gallringen är det oftast mer varierat där många stubbar står skuggigt på grund av omkringstående träd, alternativt att gallringen bildar något som liknar en glänta, där solen endast når stubbarna under en viss period av dagen. Miljömässig heterogenitet leder ofta till en högre artmångfald (Yang *et al.* 2015) och den varierande miljön på en gallring skapar troligen fler mikroklimat i stubbarna.

Av det totala antalet observerade individer vedlevande skalbaggar (945) erhöles något fler individer, ca 65% (612), av skalbaggar från slutavverkningstubbar. Medelvärdet för antalet individer per prov var 11 för gallringsstubbar och 19 för slutavverkningstubbar, men ingen statistisk signifikant skillnad noterades varken totalt eller då de fyra lokalparen jämfördes enskilt. Bland slutavverkningarna kan noteras att det fanns ett par stubbprov med extremvärden (104 och 111 individer) som stack ut och hade stor påverkan på medelvärdet. Extremvärdena orsakades

möjliga av ett större angrepp från *Crypturgus* sp. som tenderar att bli talrik vid bra förhållanden, exempelvis då det redan finns andra skador på barken (Ehnström & Axelsson 2002). Extremvärdena erhöles från lokalpar 2 (inom lokal 4) vilket ses tydligt i Figur 7. Resultatet visar även att individrikedomen är generellt högre inom lokalpar 1 och 2 än i lokalpar 3 och 4 (Figur 7). Vad detta beror på är oklart, men en möjlig anledning vore att det är färre skalbaggar kvar i bark och vedrester för lokalpar 3 och 4 eftersom dessa lokaler avverkats ett år tidigare än lokalerna inom par 1 och 2 (säsong 2016/17 istället för 2017/18, se Tabell 1). Dessa stubbar har alltså hunnit något längre i successionen vilket skulle kunna förklara skillnaden i antalet individer mellan lokalparen.

Av de talrikaste arterna så visade Wilcoxon test att skillnaden mellan stubbtyperna för arterna *Dryocoetes autographus* och *Bitoma crenata* var statistiskt signifikant (Tabell 2), med signifikant högre abundans i slutavverkningsstubbar. Antalet individer av *Dryocoetes autographus* skilde sig dock inte mycket mellan de två stubbtyperna (177 för gallring och 189 för slutavverkning). Att testet ändå visade en statistisk signifikans för arten beror troligtvis snarare på att det var en jämnare fördelning av förekomst bland proverna från slutavverkningsstubbar, medan det för gallringsstubbar fanns fler prover som inte hyste några fynd alls av *D. autographus* utan istället några enstaka prover med ett högre antal individer. För arten *Bitoma crenata* var skillnaden tydligare då 17 av totalt 18 observerade individer noterades i slutavverkningsstubbar. Arten anses dessutom uppskatta solbelyst substrat (Palm 1959), vilket det finns en klart större mängd av på stubbar från slutavverkningarna.

Den grafiska NMDS analysen (Figur 8) indikerade en viss grad av separation mellan skalbaggsamhällena i de två stubbtyperna som var statistiskt signifikant, men att denna var låg. Dock så visade ANOVA-testet att variansen inte är densamma för de båda stubbtyperna vilket gör resultatet från PERMANOVA-testet mindre tillförlitligt. I Figur 8 är det exempelvis bara ett litet urval av de unika arterna för gallringsstubbar som skiljer sig från mängden där bland annat släktena *Bibloporus* sp. och *Cis* sp. sticker ut rejält. Varför just dessa två skulle skilja sig från övriga taxa är svårförklarat. Att datasetet rent generellt är litet, med ofta stor variation och låg precision som följd, gör det svårare att påvisa signifikanta skillnader.

Bland de miljövariabler som kvantifierades under arbetet är det främst skillnaderna i solexponering av de två stubbtyperna som framstår som en intressant variabel som skulle kunna påverka skalbaggar. Ställs individrikedom mot grad av solexponering (Figur 10) kan man se en tendens av ökad individrikedom med ökad solexponering, om man bortser från kategorierna med endast enstaka prover (gallringsstubbar som stod soligt, samt slutavverkningsstubbar som stod skuggigt

eller halvöppet var väldigt fåtaliga). Studier visar att många arter av vedlevande skalbaggar föredrar solexponerat substrat över skuggigt (Lindhe *et al.* 2005) och det är sannolikt att arterna i den här studien följer den trenden. Dock så valdes inte stubbar efter solexponeringsgrad vid provtagning vilket medför en skev fördelning av prover mellan de olika solexponeringsgraderna. Samtidigt så är fördelningen av stubbar med olika solexponeringsgrad ojämn i fält och det hade varit svårt att hitta ett större antal av t.ex. solbelysta gallringsstubbar eller skuggade slutavverkningsstubbar. Därför blir det också svårt att dra några slutsatser om solexponeringen i denna studie.

För stubbdiameter visade resultatet att slutavverkningsstubbarna i snitt var sju cm större än gallringsstubbarna och statistiskt signifikant enligt Wilcoxon test. Även grovlek är en faktor som påverkar förekomsten av vedlevande skalbaggar på flera sätt (Ulyshen *et al.* 2016), men skillnaden som uppmättes inom studien var så liten att det är svårt att tro att denna skulle ha haft stor inverkan på resultatet. Som nämnts i material och metod selekterades också stubbar inom diameterspannet 20–40 cm och av dessa två orsaker valde jag att inte vidare räkna på hur denna miljövariabel korrelerar med art- eller individriktighet. Generellt så var stubbarna grövre på slutavverkningarna eftersom de avverkats vid en betydligt senare ålder än träden på gallringarna, men den här studien illustrera inte skillnaden fullt ut på grund av provtagningsmetodiken.

Resultatet har såklart formats efter studiens storlek och tidsbegränsningar. Studien är även utförd ganska geografiskt begränsat där prover endast togs från ett trädslag (gran) från avverkningar i närheten av Uppsala. Studieområdet får dock som helhet anses vara representativt för skogslandskapet i mellersta Sverige.

4.1.1. Slutsatser

Sammanfattningsvis påvisades inga betydande skillnader i skalbaggsfaunan mellan gallringsstubbar och slutavverkningsstubbar av gran inom den här studien. Generellt skiljde sig inte art- och individriktighet åt mellan de två stubbtyperna när data analyserades med statistiska test, även om ett högre antal arter erhöles från gallringsstubbarna. Artsammansättningen var också snarlik mellan de två stubbtyperna, även om analysen visade att skalbaggsamhällena i de två stubbtyperna faktiskt uppvisade någon (låg) grad av separation. Av de fyra mest talrika arterna, var två arter signifikant mer talrika i slutavverkningsstubbarna, nämligen *Dryocoetes autographus* och *Bitoma crenata*, medan individantalet av de två övriga arterna (*Crypturgus* sp. och *Rhagium inquisitor*) inte skiljde sig åt. Det ska dock noteras att många arter endast erhöles fåtaligt i studien, samt att spridda extremvärden försvårade tolkningen av materialet.

Det var svårt att dra slutsatser gällande de olika miljövariablernas påverkan på art- och individrikedom eftersom nästan inga signifikanta skillnader i art- och individrikedom kunde påvisas. De flesta variablerna uppvisade heller inga dramatiska skillnader mellan de två stubbtyperna. Solexponeringen framstår som den enda miljövariabel som uppvisade tydliga skillnader som skulle kunna påverka faunans art- och individrikedom samt sammansättning. Statistiskt var det dock svårt att visa detta inom det här arbetet, men den signifikant högre individrikedomen av *Bitoma crenata* i de solexponerade slutavverkningstubbarna skulle kunna vara ett bra exempel på att solexponeringen har betydelse och resulterar i vissa mindre skillnader mellan de två stubbtypernas skalbaggsfauna. Den mer varierade solexponeringen av stubbar i gallringar skulle potentiellt kunna gynna den totala artrikedomen. Slutavverkningstubbarna hade visserligen en diameter som var signifikant högre än gallringstubbarna, men samtidigt var skillnaden i absoluta tal liten (sju cm i medelvärde) och det är svårt att tro att denna skillnad hade en stor betydelse för vedskalbaggsfauna, men fler studier med annorlunda provtagning vore önskvärt för att klargöra potentiella effekter av diameter.

Observationerna under det här arbetet tyder på att gallringstubbbar och slutavverkningstubbbar fyller ungefär samma funktion för de vedlevande skalbaggar som kan utnyttja granstubbbar. Gallringstubbbar bör därför kunna ses som en alternativ substratresurs vars närvaro bör tas med som en positiv faktor för faunan då man beräknar hur mycket slutavverkningstubbbar som kan utnyttjas för stubbrytning. Något som dock bör tilläggas är att det numera blir färre gallringar vid brukandet av granskogar i Sverige, främst på grund av de många risker som det medför gällande bl.a. stormfällan, rotröta och skadeinsekter (Agestam 2015). Vid val av lokaler till studien var det svårt att hitta lämpliga gallringar och både Holmen och Sveaskog meddelade mig att de allt mer sällan gallrar i sina granskogar, åtminstone här i Uppland. Färre gallringar resulterar i en mindre mängd död ved i skogen eftersom det inte längre skapas några stubbar. Det är således tveksamt om gallringstubbbar kommer att finnas kvar i stor omfattning i framtiden vilket är viktigt att ha i åtanke om stubbrytning blir aktuellt.

4.2. Felkällor

Troligtvis hade jag fått ett bredare resultat om jag även haft möjligheten att kläcka fram skalbaggsfauna ur veden istället för att endast ta sällprov av bark och vedrester. Med mer tid hade jag även kunnat ha fler lokalar och fler stubbar per lokal vilket också kunnat bidra till en högre precision i mitt resultat om antalet observationer varit större. Dock hade detta tagit betydligt mer tid i anspråk vilket inte var möjligt inom den tidsram jag hade.

Hade jag fått göra om studien hade jag gärna planerat insamlingen av provmaterialet på ett något annorlunda sätt. Främst registreringen av stubbdiameter hade kunnat göras annorlunda. Nu selekterades stubbar inom spannet 20–40 cm i diameter, men det fanns betydligt större stubbar på slutavverkningarna som hade kunnat ingå i mitt material för att få ett mer representativt medelvärde på stubbdiametern. Solexponeringen är klurigare eftersom det ser så olika ut på de olika avverkningarna så att det hade varit svårt att få ett större material från exempelvis solexponerade gallringsstubbar och skuggade slutavverkningsstubbar. Dock hade det varit intressant med tanke på den tendens till samband som sågs i Figur 10. I övrigt hade en mer avancerad analys av data varit lämpligt (exempelvis ”multiple regression”), men detta hade också krävt mer tid.

Under utdrivningen av skalbaggarna med hjälp av tullgrenttrattarna så följde det ofta med lite förna ner i provburkarna. Rent hypotetiskt skulle en skalbagge som får tag i förnan (och lyckas klättra upp och torka) kunna flyga iväg från provburken, men det finns inget som talar för att det skulle ha skett i någon större omfattning under denna studie.

Vid artbestämning av *Dryocoetes autographus* i prover med många individer effektiviserades bestämningen genom att utesluta den nära besläktade arten *Dryocoetes hectographus* på ett urval av individerna. Jag tittade då på de artskiljande karaktärerna på ca tre av tio individer för att spara tid. Arten *hectographus* är ovanligare i mellersta Sverige i jämförelse med sin släkting, men det är inte omöjligt att någon enstaka individ förbisetts.

4.3. Framtida studier

Att jämföra gallringsstubbar med slutavverkningsstubbar är spännande och det bör gå att utveckla fler studier inom ämnet. Framförallt hade jag velat se en liknande studie i en större skala där både sällprov och insamling av ved för framkläckning inkluderas då min studie främst berör arter som hittas i bark och kambium. Det vore även intressant att göra insamling från lokaler av ytterligare fler åldrar (efter huggningen) för att studera en större del av den temporala skalbaggs successionen i stubbarna och det hade varit intressant att jämföra gallringsstubbar och slutavverkningsstubbar av fler trädslag än gran (även om det är gran som är huvudfokus för stubbrytning). Fler studier på stubbrötter och dess skalbaggsfauna hade också varit önskvärt för att komplettera den kunskap som finns för substraten ovan jord. Något som också hade varit intressant vore att studera ifall det omgivande landskapet och dess skötsel (exempelvis mängd skyddade områden i närheten) påverkar vilka arter som finns i stubbarna och i sin tur vilken omfattning som stubbrytning kan pågå.

Referenser

Agestam, E. (2015). Gallring. Skogsstyrelsen. Tillgänglig: <https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/mer-om-skog/skogsskotselserien/skogsskotsel-serien-7-gallring.pdf> [2020-05-19]

ArtDatabanken (2020a). *Artfakta*. Tillgänglig: <https://artfakta.se/artbestamning> [2020-06-03]

ArtDatabanken (2020b). *Rödlistade arter*. Tillgänglig: <https://artfakta.se/rodlistan?so=true&tc=%5B17%5D&og=%5B7026%5D&su=%5B1165,2459,2458%5D&rl=%5B0%5D> [2020-06-10]

ArtDatabanken (2020c). *Taxonomisk information*. Tillgänglig: <https://www.dyntaxa.se/Taxon/Info/3000181?changeRoot=True> [2020-06-10]

Benisch, C. (2020). *Fotogalerie der Käferfauna Deutschlands*. Tillgänglig: <https://www.kerbtier.de/> [2020-06-10]

Dahlberg, A. & Stokland, J. (2004). *Vedlevande arters krav på substrat*. (7). Skogsstyrelsen. Tillgänglig: <http://shop.skogsstyrelsen.se/shop/9098/art85/4646085-51e2f5-1733.pdf> [2020-05-28]

De Jong, J., Almstedt Jansson, M., Sverige & Naturvårdsverket (2005). *Död ved i levande skogar hur mycket behövs och hur kan målet nås?* Stockholm: Naturvårdsverket. Tillgänglig: <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5413-9.pdf> [2020-05-17]

Egnell, G. (2013). Skogsbränsle. Skogsstyrelsen. Tillgänglig: <https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/mer-om-skog/skogsskotselserien/skogsskotsel-serien-17-skogsbransle.pdf> [2020-05-19]

Ehnström, B. & Axelsson, R. (2002). *Insektsnag i bark och ved*. Uppsala:

ArtDatabanken, SLU.

Eide, W., Ahrné, K., Bjelke, U., Nordström, S., Ottosson, E., Sandström, J. & Sundberg, S. (2020). Tillstånd och trender för arter och deras livsmiljöer – rödlistade arter i Sverige 2020 - SLU Artdatabanken. Tillgänglig: <https://www.artdatabanken.se/globalassets/ew/subw/artd/2.-var-verksamhet/publikationer/32.-tillstand-och-trender-2020/tillstand-trender.pdf> [2020-05-19]

Grove, S.J. (2002). Saproxylic Insect Ecology and the Sustainable Management of Forests. *Annual Review of Ecology and Systematics*, vol. 33 (1), ss. 1–23

Hackston, M. (2020). *Mike's insect keys*. Tillgänglig: <https://sites.google.com/site/mikesinsectkeys/Home> [2020-06-10]

Hjältén, J., Stenbacka, F. & Andersson, J. (2010). Saproxylic beetle assemblages on low stumps, high stumps and logs: Implications for environmental effects of stump harvesting. *Forest Ecology and Management*, vol. 260 (7), ss. 1149–1155

Johansson, T. (2006). *The conservation of saproxylic beetles in boreal forest: importance of forest management and dead wood characteristics*. Swedish University of Agricultural Sciences.

Jonsell, M. (2009). *Insektsdiversitet i stubbar av gran – kunskap om stubbrytningens miljöeffekter*. Uppsala: SLU.

Jonsell, M. (2016). *Stubbrytning – ett hot mot vedskalbaggar?* Uppsala: Institutionen för Ekologi, SLU. Tillgänglig: https://pub.epsilon.slu.se/14112/1/jonsell_m_170307.pdf [2020-06-24]

Jonsell, M. & Hansson, J. (2011). Logs and stumps in clearcuts support similar saproxylic beetle diversity: implications for bioenergy harvest. *Silva Fennica*, vol. 45 (5). DOI: <https://doi.org/10.14214/sf.86>

Jonsell, M., Hansson, J. & Wedmo, L. (2007). Diversity of saproxylic beetle species in logging residues in Sweden – Comparisons between tree species and diameters. *Biological Conservation*, vol. 138 (1–2), ss. 89–99

Jonsell, M. & Hedin, J. (2009). GROT-uttag och artmångfald. s. 4

Jonsell, M. & Schroeder, M. (2014). Proportions of saproxylic beetle populations that utilise clear-cut stumps in a boreal landscape – Biodiversity

implications for stump harvest. *Forest Ecology and Management*, vol. 334, ss. 313–320

Kärvemo, S., Johansson, V., Schroeder, M. & Ranius, T. (2016). Local colonization-extinction dynamics of a tree-killing bark beetle during a large-scale outbreak. (Haynes, K., red.) *Ecosphere*, vol. 7 (3). DOI: <https://doi.org/10.1002/ecs2.1257>

Landin, B.-O. (1970). *Insekter. Fältfauna, del 2:1*. Stockholm: Natur och Kultur.

Landin, B.-O. (1971). *Insekter. Fältfauna, del 2:2*. Stockholm: Natur och Kultur.

Larsson, A. (2011). Tillståndet i skogen – rödlistade arter i ett nordiskt perspektiv. s. 24

Lindhe, A., Lindelöw, Å. & Åsenblad, N. (2005). *Saproxylic Beetles in Standing Dead Wood Density in Relation to Substrate Sun-exposure and Diameter*. Institutionen för Ekologi, SLU.

Lundqvist, L., Eliasson, L. & Cedergren, J. (2014a). *Blådningsbruk*. Skogsstyrelsen. Tillgänglig: <https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/mer-om-skog/skogsskotselserien/skogsskotsel-serien-11-bladningsbruk.pdf> [2020-05-28]

Lundqvist, L., Lindroos, O., Hallsby, G. & Fries, C. (2014b). *Slutavverkning*. Skogsstyrelsen. Tillgänglig: <https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/mer-om-skog/skogsskotselserien/skogsskotsel-serien-20-slutavverkning.pdf> [2020-05-19]

Martikainen, P., Siitonen, J., Punttila, P., Kaila, L. & Rauh, J. (2000). *Species richness of Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland*. Joensuu, Finland: University of Joensuu, Faculty of Forestry.

Niklasson, M. & Nilsson, S.G. (2005). *Skogsdynamik och arters bevarande*. 1:2. Författarna och Studentlitteratur.

Ols, C., Victorsson, J. & Jonsell, M. (2012). *Saproxylic insect fauna in stumps on wet and dry soil: Implications for stump harvest*. Uppsala: Institutionen för Ekologi, SLU.

Palm, T. (1959). *Die Holz- und Rindenkäfer der süd- und mittelschwedischen Laubbäume*. Opuscula Entomologica Supplementum.

Persson, T., Palmér, C.H. & Lithell, C. (2017). *Stubbskörd - hur påverkas klimat*

och miljö? Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet (SLU). Tillgänglig: https://pub.epsilon.slu.se/14216/1/persson_et_al_170401.pdf [2020-05-21]

Siitonen, J. & Saaristo, L. (2000). Habitat requirements and conservation of *Pytho kolwensis*, a beetle species of old-growth boreal forest. *Biological Conservation*, vol. 94 (2), ss. 211–220

Skogsstyrelsen (2019). *Bruttoavverkning 2017 och preliminär statistik för 2018*. Tillgänglig: <https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/statistik/statistiska-meddelanden/2018-bruttoavverkning-statistiska-meddelanden.pdf> [2020-06-08]

Speight, M. (1989). *Saproxyllic invertebrates and their conservation*. (Nature and Environment Series). Strasbourg. Tillgänglig: <https://www.lsuinsects.org/resources/PDFs/speight1989c.pdf> [2020-05-28]

Spessivtseff, P. (1922). Bestämningstabell över svenska barkborrar. Statens skogsförsöksanstalt.

Ulyshen, M.D., Müller, J. & Seibold, S. (2016). *Bark coverage and insects influence wood decomposition: Direct and indirect effects*. USDA Forest Service, USA. Terrestrial Ecology Research Group, Department of Ecology and Ecosystem Management, Germany.

Victorsson, J. & Jonsell, M. (2013). Effects of stump extraction on saproxyllic beetle diversity in Swedish clear-cuts. (Leather, S. R., red.) *Insect Conservation and Diversity*, vol. 6 (4), ss. 483–493

Victorsson, J. & Jonsell, M. (2016). *Overlooked subterranean saproxyllic beetle diversity in clear-cut stumps and its implications for stump extraction*. *Forest Ecology and Management*. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet (SLU).

Yang, Z., Liu, X., Zhou, M., Ai, D., Wang, G., Wang, Y., Chu, C. & T. Lundholm, J. (2015). The effect of environmental heterogeneity on species richness depends on community position along the environmental gradient. *Scientific reports*,. Tillgänglig: <https://www.nature.com/articles/srep15723.pdf> [2020-06-12]

Tack

Jag vill först och främst tacka min handledare Mikael Molander som bidrog med hjälp genom spännande idéer, tålamod och stöd under hela studien! Jag vill också tacka min biträdande handledare Mats Jonsell för möjligheten att utföra arbetet och för den hjälp jag fick i fält, Elin Qvarnström på Holmen, som med gediget tålamod kunde tillförse mig med information om de lokalerna som använts i studien. Passar även på att tacka Erik Berg, Martin Ingemansson och Tore Dahlberg som glatt hjälpte mig med artbestämning när jag behövde. Sist vill jag tacka Marta Åkesson för pepp, stöd och omtanke under hela arbetets gång!

Bilaga 1

Tabell 5. Antalet observerade individer per stubbtyp av de 19 vedlevande skalbaggsarterna.

Familj	Art	Gallring	Slutavverkning	Total
Curculionidae	<i>Dryocoetes autographus</i>	177	189	366
	<i>Crypturgus</i> sp.	104	375	479
	<i>Hylastes cunicularius</i>	2	1	3
	<i>Rhyncolus ater</i>	6	0	6
Cerambycidae	<i>Rhagium inquisitor</i>	19	24	43
	<i>Tetropium fuscum</i>	1	0	1
Zopheridae	<i>Bitoma crenata</i>	1	17	18
Monotomidae	<i>Rhizophagus dispar</i>	2	0	2
Ciidae	<i>Cis</i> sp.	6	0	6
Histeridae	<i>Paromalus</i>	1	1	2
	<i>parallelepipedus</i>			
Staphylinidae	<i>Stenichnus collaris</i>	0	1	1
	<i>Stenichnus godarti</i>	1	0	1
	<i>Bibloporus</i> sp.	2	0	2
	<i>Nudobius lentus</i>	1	2	3
	<i>Sepedophilus</i> sp.	2	0	2
Cerylonidae	<i>Cerylon histeroides</i>	5	0	5
Latridiidae	<i>Melanophthalma</i>	1	1	2
	<i>transversalis</i>			
Scraptiidae	<i>Anaspis rufilabris</i>	1	0	1
Ptinidae	<i>Ptinus villiger</i>	1	0	1